

Impacto ambiental de la acuicultura en el bentos marino: experimentos de exclusión - inclusión

R. Vita, A. Marín, J. A. Madrid, B. Jiménez-Brinquis, A. César
y L. Marín-Guirao

Departamento de Ecología e Hidrología. Facultad de Biología. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo. E-30100 Murcia.
Correo electrónico: rvita@um.es

Recibido en julio de 2001. Aceptado en febrero de 2002.

RESUMEN

Se ha examinado el impacto de una descarga de materiales orgánicos procedentes de una instalación de acuicultura y se estudia la influencia de la ictiofauna silvestre sobre el ensamblaje de la macroinfauna y las propiedades biogeoquímicas del sedimento. Se realizaron experimentos de exclusión sobre fondos de arenas gruesas y de arenas finas. La ictiofauna silvestre puede suavizar la acumulación de materia orgánica debajo de las jaulas flotantes consumiendo las heces, el pienso y la infauna, o bien facilitando la resuspensión y transporte de materia orgánica a otras zonas. La granulometría se ha destacado como la característica más importante que explica la diferenciación en la respuesta de los sedimentos. Se puede concluir que la ictiofauna silvestre suaviza los impactos derivados del excedente de materia orgánica de las granjas marinas.

Palabras clave: Ictiofauna silvestre, materia orgánica, macrofauna, granulometría, experimento manipulativo, exclusión, amonio.

ABSTRACT

Environmental impact of aquaculture on the marine benthos: exclusion - inclusion experiments

The present paper studies the impact of aquacultural organic wastes and wild fish on the macroinfauna assemblage and on the biogeochemical properties of marine sediments. Exclusion experiments were carried out on coarse and fine sands. Wild fish might reduce the organic material pool by eating feed, feces and infauna, as well as by facilitating the transport of organic materials to other areas. Granulometry stands out as the most important factor in the response of different sediments. We conclude that wild fish can reduce the impact of organic waste from aquaculture.

Keywords: Wild fish, organic material, macrofauna, granulometry, manipulative experiment, exclusion, ammonium.

INTRODUCCIÓN

El desarrollo sostenible de la acuicultura marina en jaulas flotantes debe estar basado en una adecuada gestión medioambiental. A menudo es difícil determinar el impacto aislado de los vertidos de la acuicultura en el medio ambiente, ya que en mu-

chos casos el impacto ambiental es el resultado de la interacción con factores externos. Las publicaciones disponibles indican que el impacto de la acuicultura en jaulas flotantes es pequeño y altamente localizado. Sin embargo, los fondos próximos a las jaulas flotantes están sometidos a una gran deposición de materiales fecales y alimento

no consumido (Silvert, 1992). Este incremento en materia orgánica origina cambios fisicoquímicos en el sedimento, lo que ocasiona una reducción de la diversidad biológica de los macroorganismos. Asimismo, se ha descrito una disminución de la meiofauna debajo de las jaulas de hasta el 70 % de la densidad (Mazzola, Mirto y Danovarro, 1999). El sedimento anóxico es inhóspito para los organismos bentónicos. Los fondos anóxicos ricos en materia orgánica son tóxicos debido a su gran contenido en sulfuros, amonio, iones de hierro, etc., los cuales se forman como resultado de la actividad biológica (Barnes y Hugnes, 1988). La materia orgánica es degradada por bacterias. En sedimentos donde la difusión del oxígeno no está limitada los microorganismos degradan la materia orgánica consumiendo este gas. En lugares donde la tasa de suministro excede a la demanda, la degradación ocurre mediante procesos metabólicos anaerobios. Estos procesos anaerobios liberan amonio, sulfuros y otros iones o moléculas reducidas tóxicas.

Uno de los factores principales de la sucesión ecológica de los sedimentos impactados por una gran carga de materia orgánica es el efecto de bioturbación de la macrofauna que vive en el sedimento. La actividad de los organismos, con la producción de galerías, tubos, etc., permite una mayor penetración del oxígeno en las capas más profundas del sedimento. La bioturbación del sedimento origina un mayor espesor de la capa oxigenada del sedimento permitiendo la colonización de organismos bentónicos sensibles a la anoxia (Pearson y Rosenberg, 1978).

Las granjas marinas ofrecen nuevos recursos a los cardúmenes de peces silvestres. Las granjas marinas en jaulas flotantes incrementan las densidades de ciertas especies de peces e invertebrados ya que disponen de los excedentes de comida y las estructuras de las jaulas proporcionan sustrato y protección (Weston, 1986; Carss, 1990). A escala local, Carss (1990) encontró que las instalaciones acuícolas aumentan la abundancia de algunas especies de peces propias de las comunidades colindantes. Christensen, Hoffman y Horsted (1991) encontraron mayores biomásas de peces cerca de granjas marinas que en áreas de control. Estos mismos autores demostraron que el 25 % de las platijas atraídas por las granjas habían comido pienso seco.

En trabajos anteriores en los que se ha estudiado el efecto de la exclusión de depredadores en la

abundancia y composición de la meiofauna bentónica se ha demostrado que los depredadores controlan la densidad pero no tienen ningún efecto sobre la diversidad de especies (Schratzberger y Warwick, 1999).

En el planteamiento de este trabajo se ha partido de la hipótesis de que el aumento de la densidad de peces silvestres en los cultivos marinos probablemente incida sobre la densidad y estructura de las comunidades bentónicas, debido tanto a su papel como depredadores potenciales como, indirectamente, a la bioturbación que su actividad ocasiona en el sedimento. Éste es el primer estudio realizado en nuestras costas para conocer cuál es el efecto en el sedimento de los grandes cardúmenes de peces silvestres asociados a los cultivos marinos en jaulas flotantes. Se ha investigado la estructura de las comunidades bentónicas en sedimentos accesibles a los cardúmenes de peces silvestres y en sedimentos en los que se ha excluido la ictiofauna con el propósito de: a) identificar los cambios en las características fisicoquímicas del sedimento (materia orgánica, amonio, relación atómica C:N) originadas por la bioturbación de los peces; b) determinar el efecto que tiene la granulometría del sedimento en las tasas de bioturbación; c) asignar los efectos que tiene la ictiofauna en la composición y estructura de la macrofauna bentónica.

MATERIAL Y MÉTODOS

Lugar de estudio y diseño de muestreo

Este estudio se realizó del 18 de octubre de 2000 al 23 de enero de 2001 en la bahía de El Hornillo (Águilas, Murcia, sudeste de España). Las jaulas de cultivo flotantes están destinadas al cultivo de dorada *Sparus auratus* L., 1758 y lubina *Dicentrarchus labrax* (L., 1758). Las jaulas de cultivo están ubicadas sobre fondos de arenas finas y sobre fondos de arenas gruesas, dependiendo del grado de hidrodinamismo en la bahía. Se escogieron dos áreas para realizar los experimentos de exclusión - inclusión, una en la zona más abrigada de la bahía con fondos de arenas finas (15 m de profundidad) y otra en la zona más expuesta a los temporales con un fuerte hidrodinamismo que contiene fondos de arenas gruesas (25 m de profundidad).

Los experimentos de inclusión - exclusión se realizaron con tres tipos de estructuras:

- a) Jaulas cerradas. Para impedir el acceso a los peces se instalaron jaulas construidas de plástico con una luz de malla grande (20 mm). Esta luz de malla permitía la libre circulación del agua minimizando el efecto trampa de acumulación de materia orgánica y facilitaba el paso de la mesofauna. Las jaulas tenían una base cuadrada de 45 × 32 cm y una altura de 22 cm.
- b) Jaulas abiertas. Mantenían las paredes laterales de las anteriores jaulas pero se les había eliminado la parte superior para permitir el acceso de la ictiofauna de la zona.
- c) Controles. Para evaluar el efecto que tenía la malla de las jaulas experimentales sobre la fauna bentónica se tomaron muestras al azar en los fondos adyacentes sin ningún tipo de estructura.

En cada una de las áreas de estudio (arenas finas, arenas gruesas) se instalaron cuatro réplicas al azar de los dos tipos de estructura (jaulas cerradas y jaulas abiertas). En total había cuatro réplicas de cada uno de los tratamientos, tanto en arenas finas como en arenas gruesas. Las estaciones de muestreo se situaron bajo jaulas de cultivo de peces de distintos tamaños, desde 25 g a 1 kg, tanto de dorada como de lubina.

Características ambientales

Las muestras de sedimento se tomaron con *corers* cilíndricos por buceadores con escafandra autónoma. Las muestras fueron inmediatamente transportadas al laboratorio en contenedores refrigerados a 4 °C para su posterior análisis.

La materia orgánica se determinó mediante la pérdida de peso del sedimento seco (60 °C, 24 h) al introducirlo en un horno a 450 °C durante 5 h. El análisis granulométrico se realizó tamizando el sedimento en seco a través de una torre de tamices (2, 1, 0,5, 0,25 y 0,063 mm) con agitador mecánico, clasificándolo conforme a la escala de Wentworth (Buchanan, 1984) como composición en grava - arena - limo.

El carbono orgánico particulado (POC) y el nitrógeno orgánico particulado (PON) se determinaron en la fracción del sedimento inferior a 63 µm mediante un analizador elemental Carlo Erba Inst. EA 1108. Para discriminar la fracción de carbono

orgánico se dio un pretratamiento a las muestras consistente en cápsulas de plata, adición de la muestra, pesado, adición de CIH 1:1 y por último calentamiento a 80-100 °C hasta secado total, por este orden. Las relaciones atómicas entre carbono y nitrógeno (C:N) se hallaron calculando la tasa entre los porcentajes obtenidos previamente.

El agua intersticial se extrajo centrifugando las muestras a 1 650 G y 4 °C durante 10 minutos. Posteriormente se analizó su contenido en amonio mediante un electrodo selectivo de amonio Orión siguiendo los protocolos descritos en Eaton, Clesceri y Greenberg (1995).

Muestras biológicas

Las muestras biológicas se tomaron al final del experimento manualmente mediante buceo con escafandra autónoma, con una draga de mano de 25 × 25 cm. A continuación se filtraba el sedimento con un tamiz (luz de malla de 1 mm) para separar la macrofauna. Las muestras se fijaban con formol neutralizado al 4 %. La fauna de todas las muestras fue separada, identificada y cuantificada con una lupa binocular.

Análisis estadísticos

Se utilizaron procedimientos univariantes y multivariantes para analizar los datos bióticos y abióticos. Las técnicas univariantes se aplicaron para analizar las medias a través de la comparación de las varianzas. Para ello se aplicó un análisis de la varianza (Anova) siempre que los datos o transformaciones de estos cumplieran sus asunciones (test de Bartlett para homocedasticidad y test de Kolmogorov-Smirnov para la normalidad). Para discriminar las diferencias entre los tratamientos se aplicó el test de Duncan. En caso de necesitar un ajuste no paramétrico se aplicó el test de Kruskal-Wallis. Para discriminar las diferencias de cada tratamiento con los demás se aplicó el test de la U de Mann-Whitney. Estas técnicas univariantes se aplicaron a los datos ambientales y a características de la biota referentes a diversidad (índice de Shannon-Weaver), riqueza (índice de Margalef), equitatividad (índice de Pielou) y dominancia (índice de Simpson). Se utilizó la aplicación informática Statistica v 4.5®.

Las técnicas multivariantes se utilizaron para el análisis del ensamblaje de la macroinfauna, considerando cada familia como una variable y la abundancia como su atributo. Como técnicas multivariantes se utilizaron la clasificación mediante clúster jerárquico y la ordenación mediante escalamiento multidimensional (MDS), utilizando el paquete de *software* Primer v. 4.0, del Plymouth Marine Laboratory. Las muestras fueron clasificadas en grupos según la comunidad de macroinfauna sobre la base de una matriz de similitud, calculada con el coeficiente de Bray-Curtis sobre los datos de abundancia sin transformar, que se utilizó tanto en el clúster como en el MDS. El estrés en el MDS expresa la bondad de ajuste. Las familias que contribuyen más a la similitud dentro de los grupos y la disimilitud entre los grupos se identificaron utilizando el análisis Simper (aplicación informática Primer v. 4.0).

Para analizar la relación entre los datos ambientales y los biológicos se utilizó el programa Bioenv de la aplicación Primer v. 4.0. Este programa selecciona las variables ambientales que mejor explican el patrón de la comunidad maximizando la correlación entre sus respectivas matrices de similitud, el coeficiente de correlación utilizado fue el ordinal de Spearman (ρ).

RESULTADOS

Características ambientales

La estructura de las jaulas abiertas y cerradas no influyó en la granulometría del sedimento, sugiriendo que las jaulas no ocasionaban una disminución sustancial de hidrodinamismo. El análisis granulométrico no presentó diferencias significativas entre los tres tipos de estructuras (Kruskal-Wallis $p > 0,05$) en las estaciones tomadas tanto en arenas finas como en arenas gruesas.

La respuesta del contenido en materia orgánica en el sedimento a los diferentes tratamientos varió según el emplazamiento del experimento (figura 1). El contenido en materia orgánica aumentó ligeramente en las jaulas abiertas situadas sobre arenas finas pero aumentó más del doble en las jaulas cerradas sobre el mismo sustrato. En arenas finas el aumento de materia orgánica fue significativo entre tratamientos (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$), hallándose diferencias significativas (U de Mann-Whitney, $p < 0,05$) entre las jaulas cerradas y el control. Sin embargo, los cambios en el contenido en ma-

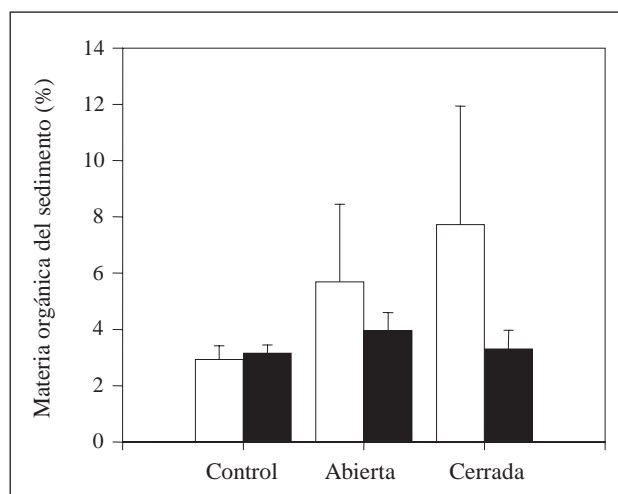


Figura 1. Fracción de materia orgánica (pérdida por ignición), expresada en porcentaje, al final del experimento. Cada columna representa la media de las cuatro réplicas \pm error estándar (blanco representa fondos de arena fina y negro fondos de arena gruesa).

teria orgánica entre los tres tratamientos (jaulas cerradas, jaulas abiertas y control) no fueron significativos para los experimentos realizados en arenas gruesas (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

La relación atómica C:N disminuyó tanto en las jaulas abiertas como en las cerradas (figura 2). En los fondos de arenas finas, la diferencia entre tratamientos fue significativa (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$), siendo significativa solamente la comparación entre las jaulas cerradas y el control (U de Mann-Whitney, $p < 0,05$). Sin embargo, en los fondos de arenas grue-

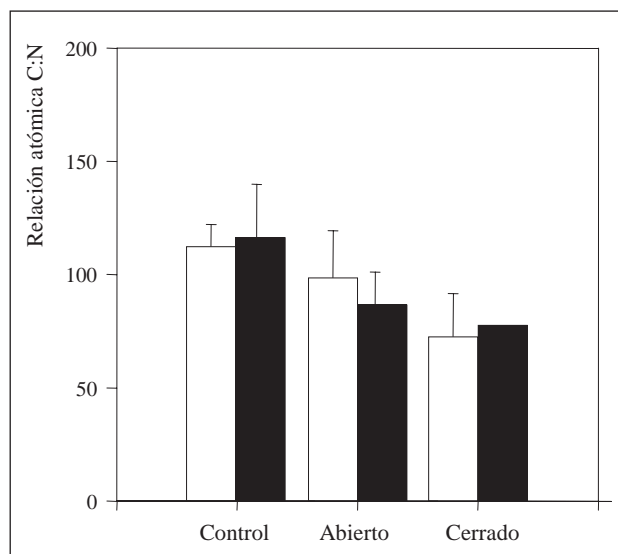


Figura 2. Relación atómica C:N del sedimento al final del experimento. Cada columna representa la media de las cuatro réplicas \pm error estándar (blanco representa fondos de arena fina y negro fondos de arena gruesa).

sas la relación C:N no varió de forma significativa entre los tratamientos (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

Las cantidades de amonio total disuelto en el agua intersticial mostraron una clara tendencia al aumento al colocar las jaulas (figura 3). El incremento de amonio en arenas finas fue significativo (Anova, $p < 0,05$). Se hallaron diferencias significativas (U de Mann-Whitney, $p < 0,05$) entre el control y ambos tipos de jaulas. En los fondos de arenas gruesas las concentraciones de amonio no variaron de forma significativa entre tratamientos (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

Estructura de la comunidad bentónica

El número de invertebrados aumentó de forma significativa en las jaulas cerradas de los fondos de arenas finas (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Este incremento de densidad fue aproximadamente siete veces mayor en las jaulas cerradas que en las jaulas abiertas y controles (figura 4). Las diferencias entre jaulas abiertas, jaulas cerradas y controles fueron significativas en todas las combinaciones pareadas de tratamientos (U de Mann-Whitney, $p < 0,05$). Aunque en los fondos de arena gruesa se observó una tendencia a aumentar la densidad de invertebrados en las jaulas cerradas no se hallaron diferencias significativas entre tratamientos.

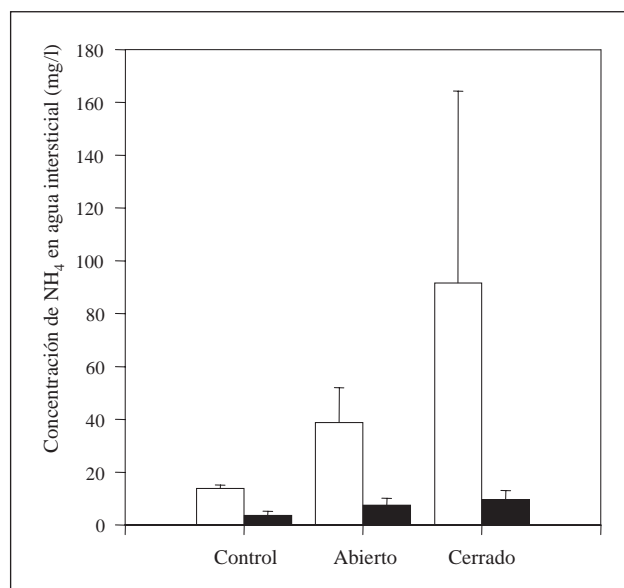


Figura 3. Niveles de concentración de amonio en el agua intersticial del sedimento, al final del experimento. Cada columna representa la media de las cuatro réplicas (mg/l) \pm error estándar (blanco representa fondos de arena fina y negro fondos de arena gruesa).

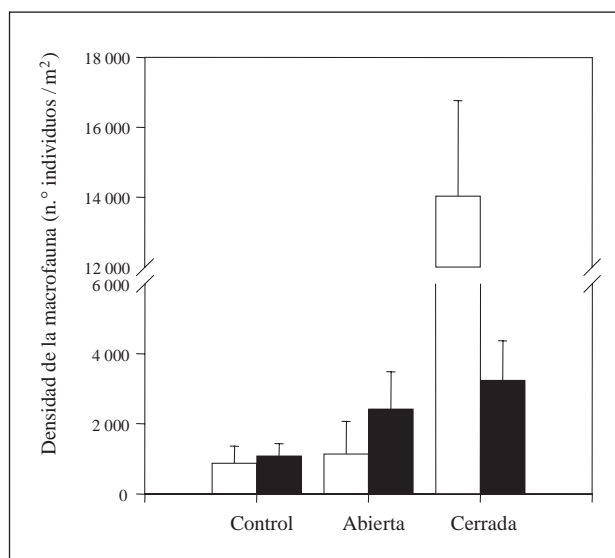


Figura 4. Resultados para la densidad de individuos para los tres tratamientos. Cada columna representa la media (abundancia/m²) de las cuatro réplicas \pm error estándar (blanco representa fondos de arena fina y negro fondos de arena gruesa).

Para el estudio de la estructura de la fauna bentónica se cuantificaron las especies o familias de poliquetos, crustáceos, moluscos y equinodermos. Los resultados obtenidos en el cálculo de los índices de diversidad de Shannon-Weaver, riqueza de Margalef, equitatividad de Pielou y dominancia de Simpson se reflejan en las figuras 5, 6, 7 y 8. En los

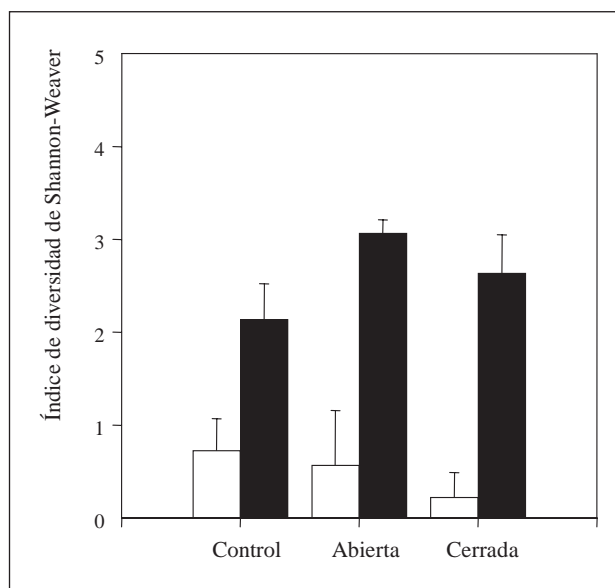


Figura 5. Resultados para los valores de diversidad (índice de Shannon) para los tres tratamientos. Cada columna representa la media de las cuatro réplicas \pm error estándar (blanco representa fondos de arena fina y negro fondos de arena gruesa).

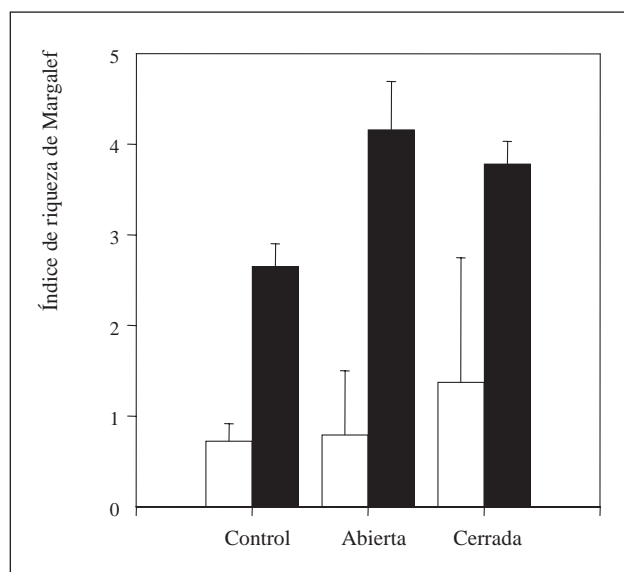


Figura 6. Resultados para los valores de riqueza de especies (índice de Margalef) para los tres tratamientos. Cada columna representa la media de las cuatro réplicas \pm error estándar (blanco representa fondos de arena fina y negro fondos de arena gruesa).

fondos de arenas finas no se encontraron diferencias significativas (Anova, $p > 0,05$) entre los tratamientos para ninguno de estos índices a pesar del gran incremento de invertebrados en las jaulas cerradas. Por el contrario, en fondos de arenas gruesas la densidad de individuos no varió de forma significativa, mientras que sí se encontraron dife-

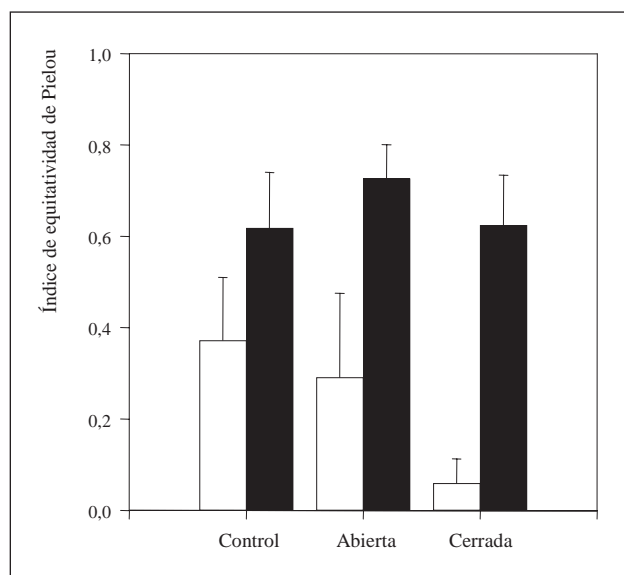


Figura 7. Resultados para los valores de equitatividad (índice de Pielou) para los tres tratamientos. Cada columna representa la media de las cuatro réplicas \pm error estándar (blanco representa fondos de arena fina y negro fondos de arena gruesa).

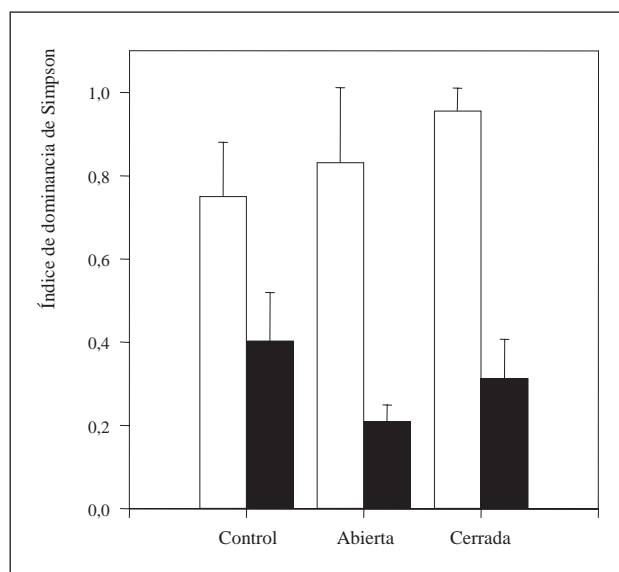


Figura 8. Resultados para los valores de dominancia (índice de Simpson) para los tres tratamientos. Cada columna representa la media de las cuatro réplicas \pm error estándar (blanco representa fondos de arena fina y negro fondos de arena gruesa).

rencias significativas entre tratamientos para el índice de Margalef (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Las diferencias fueron significativas entre el control y los dos tipos de jaulas (U de Mann-Whitney, $p < 0,05$).

Los datos de disimilitud entre tratamientos obtenidos mediante el análisis Simper para aquellas familias que contribuyeron con más de un 1 % se reflejan en las tablas I a VI.

Para el ordenamiento de las muestras se utilizó el método no paramétrico de escalamiento multidimensional (MDS). Para las muestras de los tratamientos experimentales de arena fina se produjo una clasificación en dos grandes grupos. El primer grupo estaba formado por las muestras de jaulas cerradas, mientras que el segundo grupo refleja la heterogeneidad espacial de las muestras de jaulas abiertas y controles (figura 9). En el caso de las arenas gruesas las muestras se han agrupado siguiendo un gradiente entre las jaulas cerradas y los controles. Sin embargo, la separación entre tratamientos no es clara, lo que indica que la ictiofauna tiene cierta incidencia pero que no es el factor clave que estructura la comunidad de invertebrados de estos fondos (figura 10).

Las variables fisicoquímicas que mejor explican el ordenamiento realizado con el método no paramétrico MDS se analizaron con el programa Bioenv. En arenas finas se encontró una gran correlación entre la combinación de amonio, rela-

Tabla I. Contribución de los distintos grupos taxonómicos a la disimilitud entre los tratamientos control y jaula abierta en arena fina (disimilitud = 48,45).

	Abundancia media (jaula abierta)	Abundancia media (control)	Porcentaje	Porcentaje acumulado
Capitellidae	64,50	50,75	78,60	78,60
Nereidae	2,75	2,50	9,44	88,04
Veneroidea	0,00	0,50	1,55	89,58
Ariciidae	0,00	0,50	1,48	91,06
Arenicolidae	1,00	0,00	1,45	92,51
Spionidae	0,50	0,00	1,14	93,65
Brachyura	0,50	0,00	1,14	94,79
Nebaliacea	0,75	0,00	1,01	95,80

Tabla II. Contribución de los distintos grupos taxonómicos a la disimilitud entre los tratamientos jaula abierta y jaula cerrada en arena fina (disimilitud = 86,10).

	Abundancia media (jaula cerrada)	Abundancia media (jaula abierta)	Porcentaje	Porcentaje acumulado
Capitellidae	836,33	64,50	95,15	95,15
Nereidae	12,67	2,75	1,49	96,64

Tabla III. Contribución de los distintos grupos taxonómicos a la disimilitud entre los tratamientos control y jaula cerrada en arena fina (disimilitud = 89,03).

	Abundancia media (jaula cerrada)	Abundancia media (control)	Porcentaje	Porcentaje acumulado
Capitellidae	836,33	50,75	95,41	95,41
Nereidae	12,67	2,50	1,38	96,79

Tabla IV. Contribución de los distintos grupos taxonómicos a la disimilitud entre los tratamientos control y jaula abierta en arena gruesa (disimilitud = 65,97).

	Abundancia media (jaula abierta)	Abundancia media (control)	Porcentaje	Porcentaje acumulado
Nereidae	64,00	43,50	38,72	38,72
Anfipoda	21,75	2,25	16,61	55,34
Capitellidae	25,75	3,25	14,21	69,55
Anomura	13,00	7,75	4,54	74,09
Caridea y Peneaeoidea	4,50	1,25	4,13	78,21
Buccinoide	4,25	0,75	2,93	81,14
Phyllodocidae	3,50	0,75	2,27	83,41
Nebaliacea	1,75	0,00	2,09	85,50
Eunicidae	0,75	2,00	2,04	87,54
Mysidacea	2,00	0,50	1,34	88,88
Veneroidea	1,00	1,00	1,07	89,95
Onuphidae	0,50	1,00	1,03	90,98
Brachyura	1,25	0,00	1,01	91,99

ción atómica C:N y el porcentaje de arena y limo (coeficiente de Spearman, $\rho = 0,518$). En la combinación de sólo dos variables, el amonio y porcentaje de arena alcanzaban una correlación muy alta (coeficiente de Spearman, $\rho = 0,433$). En arenas gruesas, la variable que mejor explicaba la clasificación multidimensional era la granulometría. La mayor correlación fue para la combinación del

porcentaje de grava, arena y limo (coeficiente de Spearman, $\rho = 0,215$).

DISCUSIÓN

Experimentos de microcosmos han demostrado que la infauna bentónica puede aumentar signifi-

Tabla V. Contribución de los distintos grupos taxonómicos a la disimilitud entre los tratamientos jaula abierta y jaula cerrada en arena gruesa (disimilitud = 60,72).

	Abundancia media (jaula cerrada)	Abundancia media (jaula abierta)	Porcentaje	Porcentaje acumulado
Nereidae	81,75	64,00	36,87	36,87
Capitellidae	47,25	25,75	20,59	57,46
Anomura	34,75	13,00	13,79	71,26
Amphipoda	8,50	21,75	9,51	80,77
Buccinoide	9,25	4,25	3,67	84,44
Phyllodocidae	2,50	3,50	1,95	86,39
Caridea y Peneaeoidea	3,50	4,50	1,78	88,17
Nebaliaceo	0,25	1,75	1,29	89,46

Tabla VI. Contribución de los distintos grupos taxonómicos a la disimilitud entre los tratamientos control y jaula cerrada en arena gruesa (disimilitud = 69,18).

	Abundancia media (jaula cerrada)	Abundancia media (control)	Porcentaje	Porcentaje acumulado
Nereidae	81,75	43,50	35,00	35,00
Capitellidae	47,25	3,25	23,79	58,79
Anomura	34,75	7,75	15,92	74,71
Buccinoide	9,25	0,75	5,11	79,83
Amphipoda	8,50	2,25	4,62	84,44
Caridea y Peneaeoidea	3,50	1,25	2,14	86,58
Eunicidae	0,75	2,00	1,29	87,87
Brachyura	1,50	0,00	1,26	89,13
Mysidacea	2,00	0,50	1,10	90,23
Cerithiidae	1,50	0,25	1,10	91,34
Phyllodocidae	2,50	0,75	1,10	92,44

cativamente la degradación de la materia orgánica, aunque los mecanismos exactos no se han descrito completamente (Hansen y Blackburn, 1992; Kristensen, Andersen y Blackburn, 1992). La presencia del poliqueto *Capitella* spp. en el sedimento produ-

ce un incremento de los intercambios de O₂ y CO₂ entre el sedimento y la columna de agua entre 70,9 y 131,4 % (Holmer, Forbes y Forbes, 1997). En este trabajo se ha examinado el efecto que ocasiona la ictiofauna acompañante de las granjas de peces comerciales en los sedimentos marinos. En las observaciones directas realizadas con buceo autónomo durante el periodo de estudio hemos podido constatar el enorme proceso de arado del sedimento ocasionado por la ictiofauna, especialmente algunas especies como el salmonete (*Mullus barbatus* L., 1758). La razón por la que se realizaron los experimentos manipulativos fue principalmente corroborar las observaciones personales del efecto de la ictiofauna salvaje en el reciclado del excedente orgánico en los cultivos, así como se pretende estimar la magnitud de dicho efecto.

Las posibles modificaciones del medio ocasionadas al colocar las jaulas de exclusión se pueden evaluar comparando las diferencias entre las variables medidas en las jaulas abiertas y en los controles. La comparación entre jaulas abiertas y los controles no mostraron cambios significativos en las distintas ca-

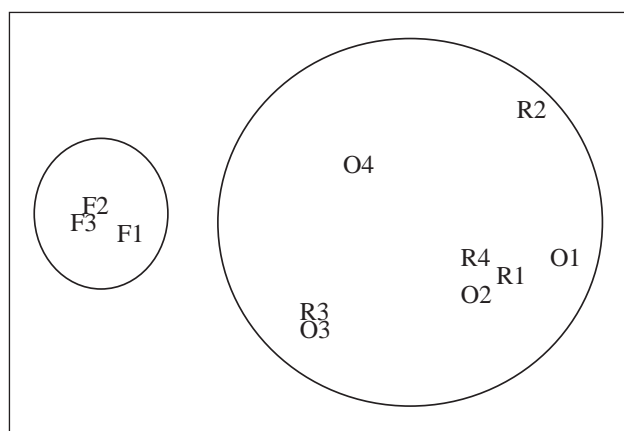


Figura 9. Ordenación MDS de los tratamientos control (R), jaula abierta (O) y jaula cerrada (F) en fondos de arenas finas; los números a continuación de los símbolos se refieren a las réplicas. Los grupos se han marcado manualmente con base en el clúster jerárquico para similitudes superiores al 70 %. El valor de estrés fue de 0,01.

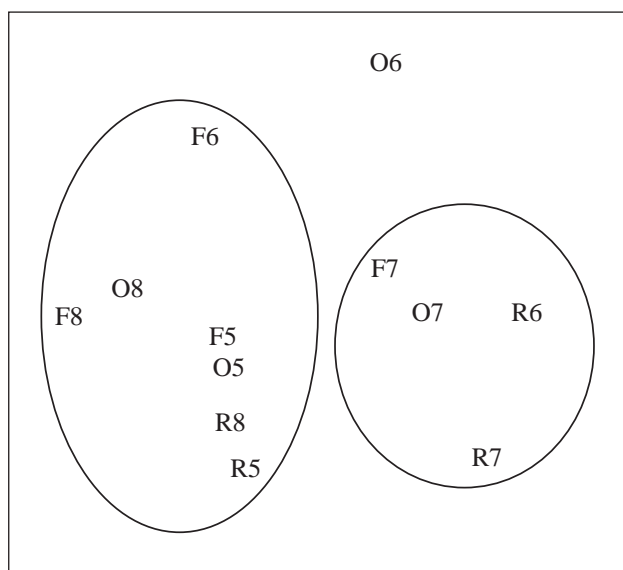


Figura 10. Ordenación MDS de los tratamientos control (R), jaula abierta (O) y jaula cerrada (F) en fondos de arenas gruesas; los números a continuación de los símbolos se refieren a las réplicas. Los grupos se han marcado manualmente con base en el clúster jerárquico para similitudes superiores al 70 %. El valor de estrés fue de 0,11.

racterísticas ambientales, excepto en el amonio. Uno de los efectos no deseables que podría ocasionar la colocación de las jaulas experimentales podría ser la reducción del hidrodinamismo con la acumulación de las partículas de menor tamaño. En nuestros experimentos no hemos encontrado cambios significativos en la composición granulométrica en ninguno de los tratamientos, lo que indica que el tamaño de luz de las jaulas experimentales no afecta de forma notable al hidrodinamismo.

Nuestros experimentos indican claramente que la granulometría del sedimento es fundamental para evaluar el efecto ocasionado por la acuicultura en el medio ambiente. No sólo porque la acumulación de materia orgánica vertida por las granjas puede cambiar la naturaleza fisicoquímica del sedimento (Winsby *et al.*, 1996; Ervik y Hansen, 1994), sino porque la granulometría determina el grado de interacción de la ictiofauna. Aunque la concentración de materia orgánica era semejante en los controles tomados en fondos de arenas finas y gruesas, la materia orgánica aumentaba significativamente sólo en las jaulas cerradas ubicadas en los fondos de arenas finas. Uno de los efectos indeseables del diseño experimental es que las jaulas puedan incrementar la tasa de sedimentación al reducir el hidrodinamismo. Este efecto no parece haber sido importante durante el periodo de experimen-

tación, ya que la granulometría no varió de forma significativa entre los tres tratamientos. Esto sugiere que en los fondos de arenas finas el papel de la ictiofauna en la retirada de carga orgánica es comparativamente mayor que en fondos de arenas gruesas.

En nuestros experimentos hemos obtenido que la cantidad de materia orgánica se cuadruplica en fondos de arenas finas si se impide el acceso a la ictiofauna. Aunque la comunidad de invertebrados aumenta en las jaulas cerradas de estos fondos, la relación atómica C:N disminuyó. Este aumento de la cantidad relativa de nitrógeno al excluir la ictiofauna indica que éste es el principal componente de reciclaje de la materia orgánica en sedimentos de arenas finas. Estos resultados contrastan con trabajos de exclusión como el de Ekman *et al.* (2001) que no halló cambios significativos en la composición de sedimentos superficiales en términos de C y N orgánicos o materiales finos entre jaulas y controles.

Los procesos anaeróbicos y bajos potenciales redox debidos a elevadas cargas de desperdicios orgánicos pueden conducir a la producción de compuestos tóxicos reducidos como sulfuro de hidrógeno (S H_2), metano (CH_4) y amonio (NH_4), que si se producen en suficiente cantidad pueden ser liberados del sedimento (Gowen y Bradbury, 1987). Se ha observado que el amonio liberado desde los sedimentos bajo y en el perímetro de jaulas flotantes es mayor que el liberado lejos de éstas (Hargrave *et al.*, 1993; Holmer y Kristensen, 1992). El incremento de la concentración de amonio total en el agua intersticial del sedimento en las jaulas de exclusión se produce hasta niveles elevados y considerados como tóxicos puesto que ensayos realizados con los anfípodos mediterráneos *Gammarus aequicauda* (Martinov, 1931) y *Microdeutopus grillo-talpa* (A. Costa, 1853) han revelado efectos mortíferos a concentraciones superiores a 43 mg/l (César *et al.*, 2000). Esta toxicidad asociada al amonio podría condicionar la fauna capaz de colonizar estos sedimentos. Las comunidades macrobentónicas próximas a las jaulas de cultivos marinos están dominadas por organismos oportunistas como *Capitella* spp. (Anderson, 1992; Cross, 1990; Hargrave *et al.*, 1993; Weston y Gowen, 1988). En nuestro caso, las especies de poliquetos de las familias Capitellidae y Nereidae, indicadoras de contaminación orgánica, predominaban en los sedimentos próximos a las jaulas flotantes.

Los cambios ambientales provocados por grandes descargas de materiales finos pueden iniciar cambios sucesionales en la diversidad, abundancia y biomasa de especies macrobentónicas (Pearson y Rosenberg, 1978). En los fondos de arenas finas se observan datos de diversidad muy bajos en general, con tendencia a la disminución en las parcelas que se excluye la ictiofauna. La dominancia es muy alta, siendo mayor aún con los tratamientos de exclusión. Estos dos datos son claramente indicativos de una comunidad altamente impactada. Sin embargo, la riqueza de especies presenta tendencia a aumentar al proteger el sedimento de la depredación en fondos de arenas gruesas, mientras que en los fondos de arenas finas esta tendencia se invierte.

En los fondos de arenas gruesas se observan diversidades mayores que en arenas finas. La diversidad no presenta una tendencia clara con la exclusión. Las dominancias no son altas, y su patrón de cambio no tiene clara relación con el tratamiento de jaula.

Estas características contrastan con los resultados hallados en otros trabajos de inclusión - exclusión, donde sí se citan cambios significativos de abundancia, pero no de diversidad, riqueza o equitatividad (Schratzberger y Warwick, 1999). Varios autores han indicado que niveles de predación bajos o moderados aumentaban la diversidad al reducir la densidad de las especies dominantes (Virnstein, 1977; Heip, 1980). Esto es congruente con los cambios observados durante nuestro experimento al excluir la ictiofauna depredadora en arenas finas.

Estas características estructurales (diversidad, riqueza, equitatividad y dominancia) sirven para sintetizar la información de la biota; sin embargo, un examen más detallado facilita la comprensión de lo que realmente ocurre: los datos de la comunidad son inherentemente multivariados por lo que deben ser analizados en masa para elucidar la estructura biológica de la comunidad y su relación con el medio (Clarke y Warwick, 1994).

El análisis Simper muestra que en las arenas finas la mayor contribución a la asociación de especies viene por parte de la familia Capitellidae, cosmopolita y oportunista. Si se une a ésta la familia Nereidae se obtiene una explicación de alrededor del 90 % de la diferenciación en los tratamientos. Los resultados obtenidos con este análisis estadístico apuntan a una elevada similitud entre el control y la jaula abierta, mostrando por tanto poco o nulo

efecto de la estructura de exclusión. Sin embargo, la elevada disimilitud respecto al tratamiento de jaula cerrada señala la exclusión como responsable de los cambios ocasionados.

No ocurre así en los fondos de arenas gruesas, donde las diferencias entre los distintos tratamientos no son claras. Además, en estos fondos para explicar la disimilitud entre los distintos tratamientos se necesita utilizar una gran cantidad de familias.

En la ordenación MDS mostrada en dos dimensiones, las estaciones de muestreo en arenas finas se clasifican en dos grandes grupos: un primer grupo, muy homogéneo, correspondiente al tratamiento de jaula cerrada y otro grupo con los otros tratamientos. No hay una diferenciación clara de subgrupos. En el caso de los fondos de arenas gruesas también se forman dos grupos pero, a diferencia del caso anterior, esta vez no responden a tratamiento alguno sino a las propias estaciones de muestreo. Esto indica que en fondos de arenas gruesas la heterogeneidad es mayor entre las distintas estaciones que entre los distintos tratamientos.

De la superposición de la magnitud de las variables ambientales consideradas sobre la situación de cada réplica de los tratamientos en el MDS se deduce que en las arenas finas es la exclusión la que marca las diferencias de la asociación de especies. En las arenas gruesas la distribución responde más a las características ambientales de las estaciones de muestreo que al tratamiento de exclusión. La explicación al ordenamiento MDS hallada mediante el procedimiento Bioenv para arenas finas señala como principales variables, además de la propia granulometría, al amonio y a la relación atómica C:N. Esto apunta a que la toxicidad del amonio es limitante para algunas especies. En arenas gruesas el procedimiento Bioenv señala la granulometría como principal responsable de la diferenciación en la ordenación.

El impacto potencial de la acuicultura está influido por el tamaño de partículas del sedimento (Winsby *et al.*, 1996). En este experimento la granulometría ha destacado como la característica más importante que explica la diferenciación en la respuesta de los sedimentos. Otros trabajos también han hallado diferentes respuestas a la exclusión según la granulometría. Así, por ejemplo, se han hallado cambios de la meiofauna más importantes en arenas que en fangos (Schratzberger y Warwick, 1999). También se han encontrado diferencias entre estaciones con elevada similitud bio-

lógica pero diferente granulometría, mostrando, por ejemplo, un mayor efecto de la depredación en zonas de arenas que en zonas fangosas (Fernandes, Huxham y Piper, 1999).

Uno de los mayores efectos en el ambiente debido a las descargas de materiales orgánicos procedentes de la acuicultura son los cambios en las características del sedimento y en la comunidad bentónica (Anderson, 1992; Cross, 1990, 1993; Cross y Kingzett, 1994). De los resultados obtenidos en el presente experimento se deduce que dichos impactos son suavizados por la ictiofauna silvestre. Todos los cambios detectados apuntan a un importante papel de la ictiofauna, tanto directo como indirecto, debido a sus hábitos alimentarios. Es imposible distinguir entre el cambio debido a las condiciones del sedimento y el cambio debido exclusivamente a la retirada de materia orgánica o biota.

El resultado en su conjunto enfatiza la enorme importancia de la interacción entre la ictiofauna salvaje y los procesos de descomposición de excedentes de materia orgánica en el sedimento. Esta conversión de los excedentes de materia orgánica en otras formas de energía ayuda a la exportación y dispersión de los desperdicios orgánicos de la actividad.

Es sabido que, como paso previo al establecimiento de una nueva granja o a la ampliación de una existente, se deben establecer los posibles impactos que se causarían en el medio. Por ello, se espera que este trabajo ayude a estimar del mejor modo posible la capacidad asimilativa del bentos, tarea difícilmente alcanzable al desconocerse la magnitud de la interacción con la propia biota del lugar.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la CICYT-Feder (proyecto 1FD97-1128) en colaboración con la empresa Culmarex, S. A.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, E. 1992. *Benthic recovery following salmon farming: study site selection and initial surveys*. Edward Anderson Marine Sciences. Sidney, B. C. 170 pp.
- Barnes, R. S. K. y R. N. Hugnes. 1988. *An introduction to marine ecology*. Blackwell Scientific Publications. Oxford, Reino Unido: 351 pp.
- Buchanan, J. B. 1984. Sediment analysis. En: *Methods for the study of marine benthos*. 2.^a ed. N. A. Holme y A. D.

- McIntyre (eds.). IBP Handbook N.º 16. Blackwell Scientific Publications. Oxford, Reino Unido: 334 pp.
- Carss, D. N. 1990. Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages. *Aquaculture* 90: 29-40.
- César, A., L. Marín, R. Vita, M. Gómez, B. Jiménez y A. Marín. 2000. Test de toxicidad con sedimento marino en la costa mediterránea empleando anfípodos: *Gammarus aequicauda* y *Microdeutopus gryllotalpa*. En: *Ecotoxicología: Perspectivas para o Século XXI*. E. L. Gaeta et al. (eds.). RiMa Editora. São Carlos: 575 pp.
- Christensen, K. D., E. Hoffman y S. J. Horsted. 1991. Impact of marine aquaculture on the wild fish population. En: *Aquaculture and the Environment*. N. de Pauw y J. Joyce (eds.). *European Aquaculture Society Special Publication* 14: 66-67. European Aquaculture Society. Gante, Bélgica.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory. Natural Environmental Research Council. Plymouth, Reino Unido: 144 pp.
- Cross, S. F. 1990. *Benthic impacts of salmon farming in British Columbia*. Volume I. Summary Report. Aquamatrix Research Ltd. Sidney, B. C.: 68 pp. + apéndices.
- Cross, S. F. 1993. *Oceanographic characteristics of net-cage culture sites considered optimal for minimizing impacts in coastal British Columbia*. Aquamatrix Research Ltd. Sidney, B. C.: 86 pp. + apéndices.
- Cross, S. F. y B. C. Kingzett, 1994. *Mandatory environmental monitoring program for the marine net-cage industry: Program review and evaluation*. Aquamatrix Research Ltd. Sidney, B. C.: 27 pp. + apéndices.
- Eaton, A. D., L. S. Clesceri y A. E. Greenberg (eds.). 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19.^a ed. APHA (American Public Health Association). Washington D. C., EE UU: 955 pp.
- Ekman, J. E., D. Thistle, W. C. Burnett, G. L. J. Paterson, C. Y. Robertson y P. J. D. Lambshead. 2001. Performance of cages as large animal-exclusion devices in the deep sea. *Journal of Marine Research* 59: 79-95.
- Ervick, A y P. K. Hansen 1994. Case histories and new approaches to planning and modelling for norwegian mariculture. *CIEM, C.M.* 1994/F: 26.
- Fernandes, T. F., M. Huxham y S. R. Piper. 1999: Predator caging experiments. A test of the importance of scale. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 241: 137-154.
- Gowen, R. J. y N. B. Bradbury. 1987. The ecological impacts of salmonid farming in coastal waters. A review. *Ocean Mar. Bio. Ann-Review* 25: 563-575.
- Hansen, L. S. y T. H. Blackburn. 1992. Mineralization budgets in sediment microcosms: effect of the infauna and anoxic conditions. *FEMS Microbiol. Ecol.* 102: 33-43.
- Hargrave, B. T., D. E. Duplisea, E. Pfeiffer y D. J. Wildish. 1993. Seasonal changes in benthic fluxes of dissolved oxygen and ammonium associated with marine cultured Atlantic Salmon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 96: 249-257.
- Heip, C. 1980. The influence of competition and predator on production of meiobenthic copepods. En: *Marine Benthic Dynamics*. K. R. Tenore y B. C. Coull (eds.): 167-177. University of South California Press. Columbia, S. C.

- Holmer, M. y E. Kristensen. 1992. Impact of fish cage farming on metabolism and sulfate reduction on the underlying sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 80: 191-201.
- Holmer, M., V. E. Forbes y T. L. Forbes. 1997. Impact of the polychaete *Capitella* sp. on microbial activity in an organic-rich marine sediment contaminated with the polycyclic aromatic hydrocarbon fluoranthene. *Marine Biology* 128: 679-688.
- Kristensen, E., F. O. Andersen y T. H. Blackburn. 1992. Effects of benthic macrofauna and temperature on degradation of macroalgal detritus: the fate of organic carbon. *Limnol. Oceanogr.* 37 (7): 1404-1419.
- Mazzola, A., S. Mirto y R. Danovarro. 1999. Initial fish-farm impact on meiofaunal assemblages in coastal sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 38: 1126-1133.
- Pearson, T. H. y R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Ocean. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311.
- Schratzberger, M. y R. M. Warwick. 1999. Impact of predation and sediment disturbance by *Carcinus maenas* (L.) on free-living nematode community structure. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 235: 255-271.
- Silvert, W. 1992. Assessing environmental impacts of finfish aquaculture in marine waters. *Aquaculture* 107: 67-79.
- Virnstein, R. W. 1977. The importance of predation by crabs and fishes on benthic infauna in Chesapeake Bay. *Ecology* 58: 1199-1217.
- Weston, D. P. 1986. *The environmental effects of floating mariculture in Puget Sound*. College of Ocean and Fishery Sciences, University of Washington, Washington State Departments of Fisheries and Ecology. Washington, EE UU: 148 pp.
- Weston, D. P. y R. J. Gowen. 1988. Assessment and prediction of the effects of salmon culture on the benthic environment. En: *Fish culture in floating netpens: Final programmatic environmental impact statement. Technical Appendices*: 62 pp. Washington Department of Fisheries. Washington, EE UU.
- Winsby, M., B. Sander, D. Archivald, M. Daykin, P. Nix, F. J. R. Taylor y D. Munday. 1996. *The environmental effects of salmon netcage culture in British Columbia*. Hatfield Consultants Ltd. y EVS Environmental Consultants. West Vancouver, B. C. Preparado para Ministry of Environment, Lands and Parks de la Columbia Británica. Columbia Británica, Canadá: 215 pp.